ChinaXiv合作期刊

第 38 卷第 11 期
2018 年 6 月

生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA

Vol.38,No.11
Jun.,2018

DOI: 10.5846/stxb201705040829
张宇, 李丽, 李迪强, 吴巩胜.基于斑块尺度的神农架川金丝猴生境适宜性评价.生态学报,2018,38(11):3784-3791.
Zhang Y, Li L, Li D Q, Wu G S.Evaluation of habitat suitability based on patches of the Sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in Shennongjia, Hubei Province.Acta Ecologica Sinica,2018,38(11):3784-3791.

基于斑块尺度的神农架川金丝猴生境适宜性评价

张 宇[1,2,3], 李 丽[2,3,*], 李迪强[1], 吴巩胜[2,3]

1 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所/国家林业局森林生态环境重点实验室, 北京 100091
2 云南财经大学野生动植物管理与生态系统健康研究中心, 昆明 650221
3 云南省高校灾害风险管理重点实验室,昆明 650221

摘要:基于斑块尺度的生境适宜性研究,可以通过物种分布的景观格局特征,推导出研究区的景观适宜性,有利于景观规划决策。研究首先分析农业用地对神农架川金丝干扰的阈值,其次采用泊松回归构建基于斑块尺度的包含植被类型、斑块特征和人为干扰特征的猴群分布模型,依据模型结果叠加道路适宜性分级图对川金丝猴适宜生境进行评价。结果显示:(1)农业用地干扰阈值为 2000 m;(2)最优模型显示猴群偏好面积大、形状简单的寒温性针叶林、寒温性针叶-落叶阔叶混交林、温性针叶-落叶阔叶混交林斑块,对农业用地具有回避性;(3)道路干扰已成为川金丝猴迁移的主要障碍,川金丝猴分布区受到的农业干扰较小,但其成为阻碍川金丝猴扩张分布区的屏障。建议神农架保护区全面开展道路与旅游景点对野生动物干扰的监测。

关键词:生境适宜性;斑块尺度;川金丝猴;人为干扰

Evaluation of habitat suitability based on patches of the Sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in Shennongjia, Hubei Province

ZHANG Yu[1,2,3], LI Li[2,3,*], LI Diqiang[1], WU Gongsheng[2,3]

1 *Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, and the Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of State Forestry Administration, Beijing* 100091, *China*
2 *Wildlife Management and Ecosystem Health Center, Yunnan University of Finance and Economics, Kunming* 650221, *China*
3 *Key Laboratory of Disaster Risk Management of Yunnan Provincial Universities, Kunming* 650221, *China*

Abstract: Based on patch level, the habitat suitability of a study area can be deduced by the landscape pattern of species distribution, which is crucial to landscape planning decisions. This study investigated the habitat suitability for the Sichuan snub-nosed monkey (*Rhinopithecus roxellana*) in Shennongjia, Hubei Province. First, the disturbance threshold of the agricultural land was analyzed. Then, Poisson regression was used to construct the monkey distribution model based on the patch scale, with vegetation types, patch characteristics, and human disturbance characteristics as variables. The model of the results was combined with the road suitability map to estimate the monkeys' suitable habitat distribution. The results showed that (1) the disturbance threshold of agricultural land was 2000 m; (2) the optimal model revealed that the monkeys preferred large and simple-shaped patches with cold-temperate coniferous forest, cold-temperate coniferous-deciduous broad-leaved mixed forest, and temperate coniferous-deciduous broad-leaved mixed forest vegetation types, and avoided agricultural land; (3) the road has become a major obstacle to dispersal. The distribution of *R. roxellana* was less disturbed by agriculture, which was also a barrier to the expansion of the distribution area. It is suggested that the Shennongjia reserve should carry out monitoring of the disturbance of wild animals by road activity and tourism.

基金项目:"十二五"国家科技支撑计划课题(2013BAD03B02)

收稿日期:2017-05-04; **网络出版日期**:2018-03-02

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: lilyzsu@ 126.com

www.ecologica.cn
chinaXiv:201806.00080v1

ChinaXiv合作期刊

Key Words: habitat suitability; patch scale; Sichuan snub-nosed monkey; human disturbance

生境丧失和破碎化是生物多样性丧失的主要原因之一[1],破碎化的增加致使生境斑块间连接丧失、斑块边缘比例增加[2-3],同时位于栖息地斑块中的种群对干扰的敏感性增加[4-5],导致种群间基因交流困难、连接网络中断,种群只能存活于面积小且隔离的生境斑块中[6-7],长期以往物种将面临基因多样性丧失和高灭绝的风险[8-11]。

生境适宜性评价是野生动物生境研究的主要内容之一,生境评价是在提出野生动物生境适宜度标准的基础上,对生境进行的综合评价。多数生境适宜性评价是基于立地条件进行的,分析尺度较小,不涉及大尺度因子的影响[12-13],造成指标体系不完善。基于景观生态学的生境适宜性研究,可以通过物种现实分布的景观格局特征,推导出研究区的景观适宜性,有利于景观规划决策。国内景观生态学多数研究仅单一地分析景观指数的大小用于描述生境的景观格局特征[14-15],仅有少数研究关联景观格局特征与生态过程的关系[16],因此,如何有效建立景观格局与生态过程的关系成为景观生态学亟需解决的问题之一。

川金丝猴是我国特有的珍稀濒危物种,神农架川金丝猴的生境研究多以植被分析为主,铁军等[17-19]从优势树种和食源植物的角度进行研究,得到优势树种多为食源植物,树种的种群年龄结构处于稳定增长阶段,能够满足神农架川金丝猴的基本生存需求;基于 Vanderplong 选择系数和 Scavia 选择指数的分析,显示神农架川金丝猴各季节在活动地选择和夜宿地选择上生态因子的差异[20]。以上关于栖息地质量的研究多是从立地条件来分析,鲜有景观尺度的栖息地特征对猴群分布影响的报道,且多数研究仅考虑生态因子,缺少对人为干扰因素的详尽研究,这些领域亟待补充完善,以达到对生境质量进行全面分析评价的目的。

川金丝猴是我国特有的珍稀濒危物种,目前仅存约 22000 只[21]。川金丝猴是警惕性较高的树栖类动物,它们最基本的生存要素是丰富多样的食物、广阔的活动空间、较好的隐蔽场所[22],所以保护川金丝猴主要得保护其栖息的自然环境,不仅是栖息地的质量,还有栖息地的景观组成与格局。本研究基于斑块尺度对神农架川金丝猴进行生境适宜性分析,旨在探讨以下问题:(1)构建基于斑块尺度的生境适宜性模型;(2)分析神农架川金丝猴景观生境适宜性,该结果可为其他珍稀濒危物种的景观保护提供参考。

1　研究区域与种群

神农架自然保护区位于湖北省西部(图 1),川金丝猴分布区最东缘,该区域现有种群约 1200 只[23],该种群孤立于其他地理种群且遗传多样性较低,主要分布在海拔 1760—2600 m 之间的针阔混交林中[24]。

2　数据来源与研究方法

2.1　数据来源

研究使用的神农架林区植被图、保护区道路图、猴群分布点由神农架自然保护区管理局提供。猴群分布点为 2013 年 5—12 月保护区野外巡护调查数据,调查时间主要为 8:00 到 17:00,该数据通过保护区调查员手持 GPS 对猴群进行跟踪并记录痕迹点的经纬度信息获得,调查时间共计 120 d,共 919 个分布点数据(图 1)。

2.2　研究方法

研究首先确定农业用地干扰的阈值,将植被类型斑块根据农业用地干扰的阈值重新划分,并计算猴群分布比例用以表示猴群对不同植被类型的偏好程度,计算各斑块的景观指数;其次,进行模型构建,叠加道路干扰适宜性等级,最终得到神农架川金丝猴生境适宜性等级图。

2.2.1　人为干扰分析

影响神农架川金丝猴的人为干扰因素主要包括道路干扰和农业用地干扰,道路干扰适宜等级划分依照唐诚[25]的研究结果,其基于 Vanderloeg 选择系数和 Scavia 选择指数对神农架川金丝猴的道路干扰等级做出划分(表 1)。农业用地干扰(包括耕地和茶园)的影响阈值通过统计猴群分布点对距离农业用地各距离段的利用率计算得到,各距离段内猴群分布点的频数占研究区域该距离段的总面积表示利用率。

chinaXiv:201806.00080v1

ChinaXiv合作期刊

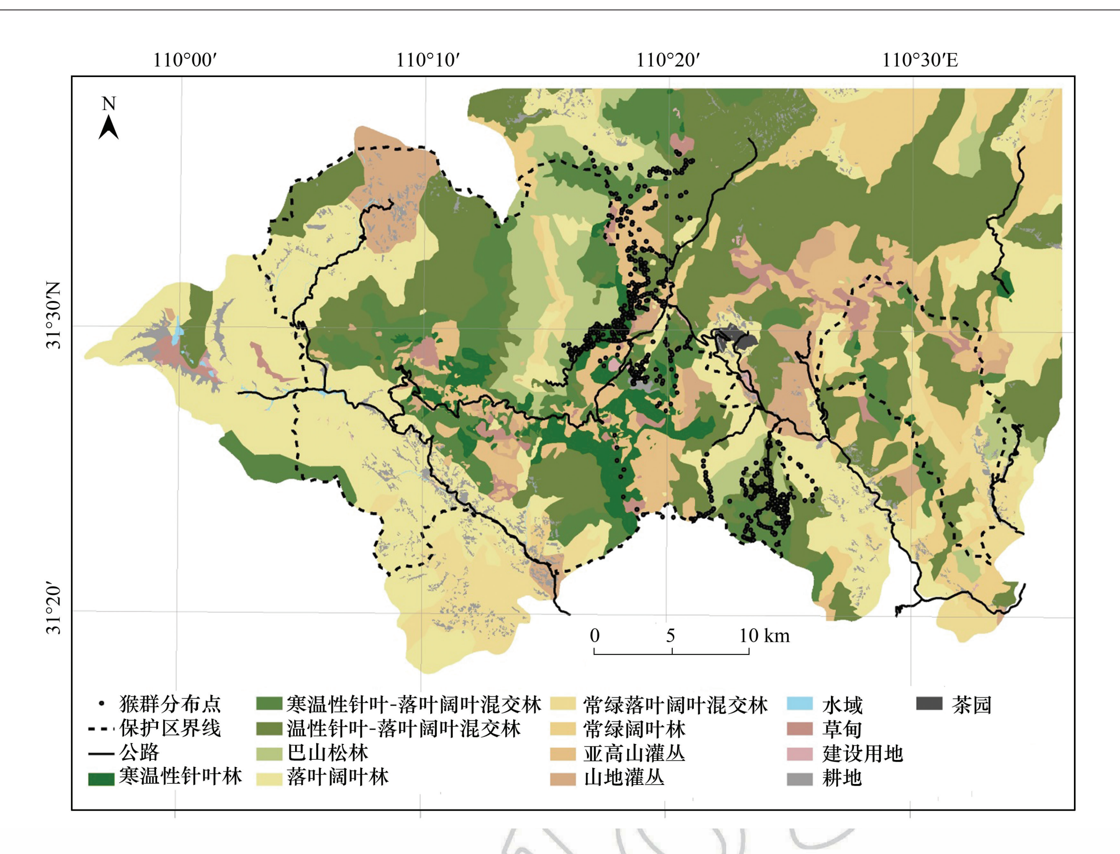


图 1　研究区植被类型图及猴群出现点

Fig.1　Vegetation map and occurrences of monkey in study area

表 1　道路干扰的适宜性等级

Table 1　Suitability level of road disturbance

适宜性 Suitability	适宜 Suitable	次适宜 Sub-suitable	不适宜 Unsuitable
与道路距离 Distance to the road/m	>2000	1000—2000	<1000

2.2.2　植被类型变量

植被类型变量表示川金丝猴对不同植被类型斑块的偏好程度。首先,根据农业用地干扰阈值的分析结果,将植被类型斑块按照是否受到农业用地干扰重新划分;其次,采用猴群分布点在不同类型斑块出现的百分比表示植被类型变量,并根据川金丝猴栖息地植被组成文献[17-20]作适当调整,该部分操作在 ArcGIS 10.1 中进行。

2.2.3　景观指数的选择与计算

景观指数的选取参考景观指数的生态学含义及研究的实际需要[26-27],共选取 6 个斑块水平的景观指数(表 2),分别度量斑块面积(AREA)、周长(PERIM)、斑块形状复杂性(SHAPE)、斑块延伸状态(CIECLE)、斑块隔离程度(ENN)和斑块破碎化程度(PROX),景观指数的计算在 Fragstats 4.2[28]软件中完成。

表 2　泊松回归模型中的景观指数变量

Table 2　Variables of landscape index in Possion regression

指数 Index	指数缩写 Abbreviation	单位 Unit
面积 Area	AREA	hm^2
周长 Perimeter	PERIM	m
形状指数 Shape Index	SHAPE	—
相关外接圆指数 Related circumscribing circle	CIECLE	—
最邻近欧氏距离指数 Euclidean nearest neighbor distance	ENN	m
邻近指数 Proximity index	PROX	—

chinaXiv:201806.00080v1

ChinaXiv合作期刊

2.2.4　猴群分布模型的建立与选择

本研究采用泊松回归(Poisson regression)构建一个基于斑块尺度的包含植被类型、斑块特征和人为干扰特征的综合性猴群分布模型。泊松回归模型被广泛地应用在涉及离散数据的问题上,用于拟合具有数值意义的计数数据[29]。模型采用斑块内猴群分布点的频数作为响应变量,解释性变量包括斑块的植被类型变量(VEG)、农业用地干扰变量(AGRI)和景观指数变量(表 2),其中农业用地干扰变量值以 1 或 0 表示,若斑块受到农业用地干扰的影响,值为 1,否则为 0,植被类型变量与景观指数变量计算见 2.2.2 及 2.2.3。

模型首先对单一变量进行泊松回归,筛选出与猴群分布显著相关的变量用于建立模型,采用逐步回归进行模型选择,拟合优度检验采用 AIC(Akaike information criterion)进行评价,$\Delta AIC_C<2$ 即可认为是最优模型[30-32],模型的计算及选择使用软件 R 3.1(glm 函数,分布族设置为 family=possion)进行。

2.2.5　生境适宜性评价

生境适宜性等级划分采用最优模型的预测结果与道路适宜性分级图叠加获得。首先对模型的预测结果进行适宜性分级,然后将其与道路的适宜性分级图叠加,若两者适宜性等级不一致,取适宜性等级最低的结果。

3　结果与分析

3.1　农业用地干扰分析

川金丝猴对距农业用地各距离段的利用情况见图 2,与农业用地相距大于 2000 m 猴群的利用明显增加,故将距农业用地 2000 m 作为农业用地干扰的阈值。

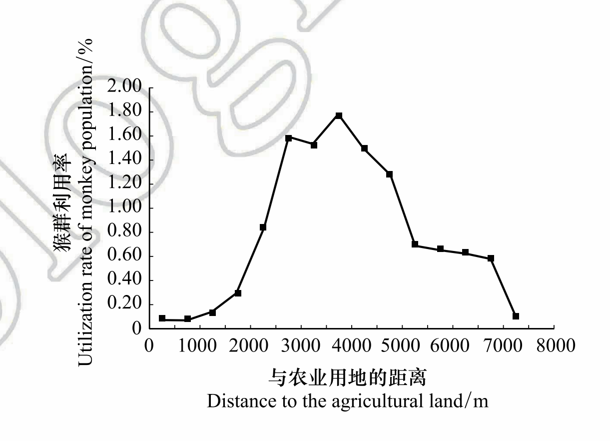


图 2　川金丝猴对距农业用地不同距离的利用情况

Fig.2　The utilization of monkey to different distance from the agricultural land

3.2　植被类型变量

各植被类型斑块中猴群分布百分比结果见表 3,猴群分布百分比大于 10%的植被类型分别为无农业用地干扰影响的温性针叶-落叶阔叶混交林、巴山松林、寒温性针叶林、亚高山灌丛、寒温性针叶-落叶阔叶混交林,与文献描述基本一致。神农架川金丝猴对受到农业用地干扰影响的植被类型具有回避性,即使是偏好的植被类型也鲜少涉足。巴山松林的分布比例高可能是由于与该植被类型相邻的多是其喜爱的温性针叶-落叶阔叶混交林或寒温性针叶-落叶阔叶混交林。根据文献[17-20],对部分数值作出适当调整,参与模型构建,具体数值见表 3 。

3.3　模型选择

利用单变量泊松回归的显著性检验结果显示 PROX 未通过检验(表 4),故参与模型建立的变量为 VEG、AGRI、AREA、PERIM、SHAPE、CIRCLE、PROX、ENN。共有 12 个初始模型参与模型筛选,见表 5,结果显示模型 1 为最优模型($R^2=0.36$),模型最终变量为 VEG、AGRI、AREA、SHAPE、CIRCLE、ENN,即猴群的分布同时受到植被类型、农业干扰和景观特征的综合影响。

最优模型所有解释性变量均和响应变量具有较强的相关性(表 6):植被变量与猴群分布频数呈正相关,说明猴群偏好寒温性针叶林、寒温性针叶-落叶阔叶混交林、温性针叶-落叶阔叶混交林;农业用地变量与之呈负相关,说明猴群对农业用地具有回避性;景观指数与响应变量的关系表明斑块面积大、形状简单、呈拉伸状、邻近同类型斑块有利于增加猴群分布几率。

3.4　生境适宜性评价

依据模型结果划分研究区生境适宜性等级(图 3),适宜区域的聚集性较好,适宜、次适宜、不适宜生境面

chinaXiv:201806.00080v1
www.ecologica.cn

ChinaXiv合作期刊

积分别占研究区域的33.96%、36.44%、29.60%,猴群现实分布区位于该区域内,模型的可信度较好;叠加道路干扰的适宜等级后,适宜、次适宜、不适宜分别占21.69%、33.13%、45.18%,适宜区域面积减小、被分割为南北两部分,不适宜区域增加;基于该适宜生境分布,猴群分布扩张困难且道路成为猴群在适宜生境间迁移的主要障碍。

表3 神农架植被类型及金丝猴分布点植被类型统计表

Table 3 Vegetation types and statistics of vegetation types which snub-nosed monkey presented in Shennongjia

农业用地影响类型 Influence type of agricultural land	植被类型 Vegetation type	巡护点数 Frequency	猴群分布百分比/% Percentage
不受农业用地影响	寒温性针叶林	163	17.74
Influence without agricultural land	寒温性针叶落叶阔叶混交林	95	10.34
	巴山松林	174	5(18.93)*
	温性针叶落叶阔叶混交林	193	21.00
	落叶阔叶林	17	1.85
	常绿落叶阔叶混交林	0	0
	常绿阔叶林	0	0
	亚高山灌丛	137	14.91
	草甸	19	2.07
	山地灌丛	0	0
	其他(耕地、茶园、建设用地、水域)	17	0(1.85)*
受农业用地影响	寒温性针叶林	9	0.98
Influence with agricultural land	寒温性针叶落叶阔叶混交林	22	2.39
	巴山松林	25	0(2.72)*
	温性针叶落叶阔叶混交林	15	1.63
	落叶阔叶林	24	2.61
	常绿落叶阔叶混交林	0	0
	常绿阔叶林	0	0
	亚高山灌丛	9	0.98
	草甸	0	0
	山地灌丛	0	0

* 括号内表示调整前的数值

表4 单变量回归的显著性检验

Table 4 The significant test of single variable regression model

变量 Variable	*P*	显著性 Significance
植被类型 Vegetation type (VEG)	$<2.2\times10^{-16}$	***
农业用地干扰 Agricultural land disturbance (AGRI)	$<2.2\times10^{-16}$	***
AREA	$<2.2\times10^{-16}$	***
PERIM	$<2.2\times10^{-16}$	***
SHAPE	$<2.2\times10^{-16}$	***
CIRCLE	$<2.2\times10^{-16}$	***
PROX	0.2328	
ENN	$<2.2\times10^{-16}$	***

*** 代表 $P<0.001$

4 讨论

本研究采用泊松回归(Poisson regression)构建基于斑块尺度的包含植被类型、斑块特征和人为干扰特征的综合性猴群分布模型,结果显示农业用地对猴群分布干扰阈值为2000 m;猴群偏好面积大、形状简单的寒温性针叶林、寒温性针叶-落叶阔叶混交林、温性针叶-落叶阔叶混交林斑块;对农业用地具有回避性;适宜分布区被分割

chinaXiv:201806.00080v1

www.ecologica.cn

ChinaXiv合作期刊

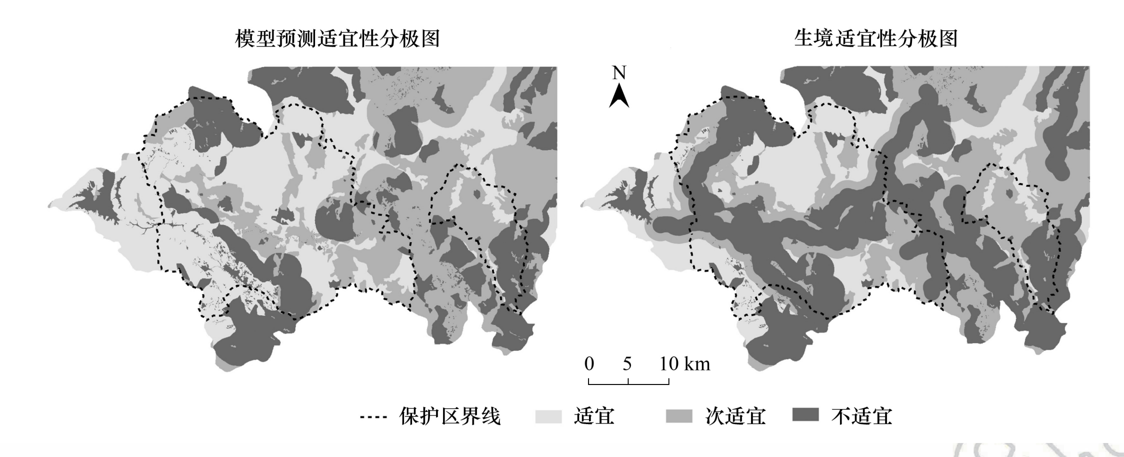


图 3　模型预测的适宜性分级图和生境适宜性分级图

Fig.3　Suitability map by model prediction and suitability map of habitat

成南北两部分,道路干扰已成为阻碍金丝猴迁移的主要障碍;农业干扰分布较集中,主要分布于保护区四周,未受到干扰的生境聚集性较高,川金丝猴分布区受到的农业干扰较小,但其成为金丝猴扩张分布区的屏障。

表 5　泊松回归模型选择

Table 5　Model selection of Possion regression

模型 Model	初始模型 Initial model	最终模型 Final model	R^2	K	AIC	AICc	ΔAICc
1	VEG + AGRI + AREA + PERIM + SHAPE+CIRCLE+ENN	VEG+AGRI+AREA+SHAPE+ CIRCLE+ENN	0.36	7	1713.20	1715.01	0.00
2	VEG + AREA + PERIM + SHAPE + CIRCLE+ENN	VEG+AREA+SHAPE+ CIRCLE+ENN	0.34	6	1765.00	1766.34	51.32
3	AGRI+AREA+PERIM+SHAPE+ CIRCLE+ENN	AGRI+AREA+SHAPE+ CIRCLE+ENN	0.33	6	1782.30	1783.63	68.62
4	AREA+PERIM+SHAPE+ CIRCLE+ENN	AREA+PERIM+SHAPE+ CIRCLE+ENN	0.24	6	2006.03	2007.37	292.35
5	VEG+AGRI	VEG+AGRI	0.20	3	2081.21	2081.58	366.57
6	VEG	VEG	0.16	2	2172.09	2172.27	457.26
7	AGRI	AGRI	0.16	2	2178.31	2178.49	463.48
8	CIRCLE	CIRCLE	0.08	2	2354.71	2354.89	639.88
9	AREA	AREA	0.08	2	2364.90	2365.08	650.06
10	PERIM	PERIM	0.05	2	2443.85	2444.03	729.02
11	SHAPE	SHAPE	0.04	2	2460.50	2460.68	745.66
12	ENN	ENN	0.03	2	2476.35	2476.53	761.52

K 为模型中参数的数量;AIC 为 AIC 信息准则(Akaike information criterion)用于评价模型的优良;在样本小的情况下 AIC 转化为 AICc;ΔAICc <2 即可认为该模型是最优模型

表 6　模型变量的参数估计

Table 6　Variable estimates of Possion model

变量 Variables	参数估计 Estimate	标准差 Std. Error	Z	P	显著性 Significant
截距(Intercept)	2.056	0.051	40.45	$< 2.00\times10^{-16}$	***
VEG	0.33	0.040	8.31	$< 2.00\times10^{-16}$	***
AGRI	−0.42	0.059	−7.18	6.99×10^{-13}	***
AREA	0.56	0.044	12.87	$< 2.00\times10^{-16}$	***
SHAPE	−0.52	0.064	−8.10	5.38×10^{-16}	***
CIRCLE	0.77	0.063	12.37	$< 2.00\times10^{-16}$	***
ENN	−0.23	0.071	−3.26	0.00111	**

** 代表 P<0.01; *** 代表 P<0.001

chinaXiv:201806.00080v1
www.ecologica.cn

ChinaXiv合作期刊

景观组成和格局影响物种的分布。Arroyo-Rodríguez 等[33]研究认为 *Alouatta palliata mexicana* 的出现与森林斑块面积呈正相关,斑块格局同样会影响出现的可能。邓凯等[16]研究认为对滇金丝猴出现概率影响较为显著的是人为干扰斑块的面积及其周围分布斑块的类型,而增加适宜生境斑块的面积及适宜生境邻近斑块的相似性有利于增加猴群分布密度。本文的研究结果认为猴群偏好面积大、形状简单的寒温性针叶林、寒温性针叶-落叶阔叶混交林、温性针叶-落叶阔叶混交林斑块。斑块面积与食物资源的可获得性成正相关,面积大的寒温性针叶林、寒温性针叶-落叶阔叶混交林和温性针叶-落叶阔叶混交林斑块可为川金丝猴提供丰富的食物资源,寒温性针叶林和寒温性针叶-落叶阔叶混交林内的松萝是川金丝猴冬季的主要食物来源,除食物外,该类生境还为川金丝猴提供了较好的隐蔽空间[34]。

神农架川金丝猴适宜和次适宜生境共占研究区面积的 54.82%,神农架是我国著名的旅游胜地,旅游收入的增加有利于加大对川金丝猴的保护投入[35],但旅游公路横跨保护区且游客在保护区内活动会对川金丝猴在内的野生动物产生一定影响。李佳等[36]通过红外相机对神农架保护区的研究认为旅游公路对兽类活动具有影响,建议全面调查旅游公路的影响,例如交通流量对野生动物的影响,为控制车流量提供依据。大部分野生动物对旅游活动是回避的,游客活动的区域和频次是主要的影响因素,频繁的干扰会使动物放弃适宜生境[37]。在神农架保护区内景点主要有金猴岭、神农谷、神农顶等,应从影响范围、强度、时空特征等方面加强景点周围的监测,为生态旅游的合理布局和调整提供依据。

根据研究结果,从神农架川金丝猴保护及生态恢复工程的角度提出以下几点建议:(1)重视神农架川金丝猴栖息地整体景观的保护,加强对神农架川金丝猴常年生存的温性针叶-落叶阔叶混交林的保护,并且通过合理搭配树种、人工栽种的方式恢复其生境的植被。(2)重新划定保护区边界。神农架川金丝猴现实活动分布区已超出保护区界线,应尽快将超出的适宜区域纳入自然保护区的管理,且研究区内建设用地的扩张应避免危及川金丝猴的栖息地。(3)采取措施缓解道路对川金丝猴迁移的障碍作用,增加神农架川金丝猴种群间的连接度,在道路生态恢复时可以采用架设天桥、修建空中走廊等措施,在树种的选择上可选用具有一定高度的、并可作为其食源植物的华山松、巴山冷杉等。

川金丝猴神农架种群孤立分布于其他种群,基于斑块尺度的生境适宜性分析有助于定位对物种重要的斑块作为优先保护斑块,且利于确定生境廊道的位置,可为将来以川金丝猴为核心的生态恢复工程和廊道建设工程提供理论基础,也为准确定位生态恢复区域提供工程依据。由于时间和数据的限制,本文环境变量选取较少,许多影响生境适宜性的因素还尚未考虑,比如代表生境质量的隐蔽性、林分郁闭度、食物丰富度、乔木平均高度、乔木平均胸径、跨越生境斑块边界和进入每种基质类型的特点等。猴群分布点的采样范围还不够全面,如何减少人为跟踪而带来的分析误差仍需进一步分析,所以结论的完善与验证仍需长期的监测数据研究,才能使结果更具真实性与实践性。

参考文献(References):

[1] Fahrig L. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. The Journal of Wildlife Management, 1997, 61(3): 603-610.

[2] Cooper C B, Walters J R. Independent effects of woodland loss and fragmentation on Brown Treecreeper distribution. Biological Conservation, 2002, 105(1): 1-10.

[3] Larson M A, Thompson III F R, Millspaugh J J, Dijak W D, Shifley S R. Linking population viability, habitat suitability, and landscape simulation models for conservation planning. Ecological Modelling, 2004, 180(1): 103-118.

[4] Wiens J A. Habitat fragmentation: island *v* landscape perspectives on bird conservation. IBIS, 1995, 137(S1): S97-S104.

[5] Zhou Y B, Yang M X, Yihuo W L, Liu G M, Wang H Y, Wei J G, Jiang Q W. Effect of habitat fragmentation on the schistosome-transmitting snail *Oncomelania hupensis* in a mountainous area of China. Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene, 2011, 105(4): 189-196.

[6] Piekielek N B, Hansen A J. Extent of fragmentation of coarse-scale habitats in and around U.S. National Parks. Biological Conservation, 2012, 155: 13-22.

[7] Redeker S, Andersen L W, Pertoldi C, Madsen A B, Jensen T S, Jørgensen J M. Genetic structure, habitat fragmentation and bottlenecks in

chinaXiv:201806.00080v1

ChinaXiv合作期刊

Danish bank voles (*Clethrionomys glareolus*). Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde, 2006, 71(3): 144-158.

[8] Tischendorf L, Fahrig L. On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos, 2000, 90(1): 7-19.

[9] Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2003, 34: 487-515.

[10] Harwell H D, Posey M H, Alphin T D. Landscape aspects of oyster reefs: effects of fragmentation on habitat utilization. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2011, 409(1/2): 30-41.

[11] Ripperger S P, Tschapka M, Kalko E K V, Rodríguez-Herrera B, Mayer F. Resisting habitat fragmentation: high genetic connectivity among populations of the frugivorous bat *Carollia castanea* in an agricultural landscape. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 185: 9-15.

[12] 张巍巍. 王朗自然保护区大熊猫生境质量评价[D]. 北京: 北京林业大学, 2014.

[13] 王建华, 田景汉, 吕宪国. 挠力河流域河流生境质量评价. 生态学报, 2010, 30(2): 481-486.

[14] 齐述华, 张起明, 江丰, 廖富强. 水位对鄱阳湖湿地越冬候鸟生境景观格局的影响研究. 自然资源学报, 2014, 29(8): 1345-1355.

[15] 刘丙万, 秦立鑫, 张博, 刘松涛. 内蒙古达赉湖地区蒙原羚生境景观格局及动态研究. 野生动物, 2011, 32(5): 256-259.

[16] 邓凯, 李丽, 吴巩胜, 周跃, 赵如. 景观空间格局对滇金丝猴猴群分布的影响. 生态学报, 2014, 34(17): 4999-5006.

[17] 铁军, 张晶, 彭林鹏, 杨林森, 胡德夫, 张志翔. 神农架川金丝猴栖息地优势树种生态位及食源植物. 植物生态学报, 2009, 33(3): 482-491.

[18] 铁军, 张晶, 彭林鹏, 廖明尧, 张志翔. 神农架川金丝猴栖息地乔木层物种多样性及其海拔梯度变化. 植物科学学报, 2011, 29(2): 141-148.

[19] 铁军, 张晶, 彭林鹏, 廖明尧, 杨林森, 张志翔. 神农架川金丝猴栖息地植物区系特征及食物资源研究. 广西植物, 2009, 29(6): 736-743.

[20] 铁军. 神农架川金丝猴(*Rhinopithecus roxellana*)栖息地植物构成和食源植物评价研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2009.

[21] Liu Z J, Liu G J, Roos C, Wang Z M, Xiang Z F, Zhu P F, Wang B S, Ren B P, Shi F L, Pan H J, Li M. Implications of genetics and current protected areas for conservation of 5 endangered primates in China. Conservation Biology, 2015, 29(6): 1508-1517.

[22] 刘广超. 川金丝猴栖息地质量评价和保护对策研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2007.

[23] 王翠玲, 臧振华, 邱月, 邓舒雨, 冯朝阳, 谢宗强, 徐文婷, 刘蕾, 陈全胜, 申国珍. 湖北神农架国家级自然保护区森林和川金丝猴栖息地的保护成效. 生物多样性, 2017, 25(5): 504-512.

[24] 朱兆泉. 神农架金丝猴生态学研究. 湖北林业科技, 2003, (S1): 46-52.

[25] 唐诚. 神农架自然保护区川金丝猴生境选择与适宜性评价[D]. 武汉: 华中农业大学, 2014.

[26] Harper K A, Macdonald S E, Burton P J, Chen J Q, Brosofske K D, Saunders S C, Euskirchen E S, Roberts D, Jaiteh M S, Esseen P A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. Conservation Biology, 2005, 19(3): 768-782.

[27] Grant Hokit D, Ascunce M, Ernst J, Branch L C, Clark A M. Ecological metrics predict connectivity better than geographic distance. Conservation Genetics, 2010, 11(1): 149-159.

[28] McGarigal K, Cushman S A, Ene E. FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. 2012. [2017-09-03]. http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

[29] Osgood D W. Poisson-based regression analysis of aggregate crime rates. Journal of Quantitative Criminology, 2000, 16(1): 21-43.

[30] Mortelliti A, Fagiani S, Battisti C, Capizzi D, Boitani L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on forest-dependent birds. Diversity and Distributions, 2010, 16(6): 941-951.

[31] Mortelliti A, Amori G, Capizzi D, Cervone C, Fagiani S, Pollini B, Boitani L. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. Journal of Applied Ecology, 2011, 48(1): 153-162.

[32] Mortelliti A, Sozio G, Boccacci F, Ranchelli E, Cecere J G, Battisti C, Boitani L. Effect of habitat amount, configuration and quality in fragmented landscapes. Acta Oecologica, 2012, 45: 1-7.

[33] Arroyo-Rodríguez V, Mandujano S, Benítez-Malvido J. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. American Journal of Primatology, 2008, 70(1): 69-77.

[34] 铁军, 张晶, 彭林鹏, 王大兴, 胡德夫, 张志翔. 神农架川金丝猴冬春季节食性分析. 生态学杂志, 2010, 29(1): 62-68.

[35] 向左甫, 禹洋, 杨鹏, 杨敬元, 廖明尧, 李明. 神农架保护区的川金丝猴旗舰物种生态旅游有利于自然保护吗? 科学通报, 2011, 56(22): 1784-1789.

[36] 李佳, 丛静, 刘晓, 周芸芸, 王秀磊, 李广良, 李迪强. 基于红外相机技术调查神农架旅游公路对兽类活动的影响. 生态学杂志, 2015, 34(8): 2195-2200.

[37] 马建章, 程鲲. 自然保护区生态旅游对野生动物的影响. 生态学报, 2008, 28(6): 2818-2827.

chinaXiv:201806.00080v1